

Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida

*Swine wastewater treatment in constructed wetlands cultivated with *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* on expanded clay bed*

Nilton de Freitas Souza Ramos¹, Alisson Carraro Borges²,
Gustavo Castro Gonçalves¹, Antonio Teixeira de Matos³

RESUMO

No presente estudo avaliou-se a remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total (N_T) e fósforo total (P_T) da água residuária de suinocultura (ARS) em sistemas alagados construídos (SACs) de escoamento horizontal subsuperficial, além da contribuição das espécies vegetais cultivadas: *Polygonum punctatum* (erva-de-bicho) e *Chrysopogon zizanioides* (capim-vetiver). Foram implantados três SACs, utilizando-se argila expandida como meio suporte, sendo um cultivado com *P. punctatum* (SAC_E), outro cultivado com *C. zizanioides* (SAC_V) e um mantido como controle, sem cultivo (SAC_C). Para um tempo de retenção hidráulica nominal (τ) de 3,2 dias, observou-se remoção de DBO, N_T e P_T ao longo do período experimental, com eficiências médias de 85, 38 e 51% (SAC_C), 89, 48 e 69% (SAC_V) e 81, 36 e 45% (SAC_E), respectivamente. O melhor desempenho foi observado no SAC_E . Foram obtidas, em termos de matéria seca, produtividades de 2,79 e 1,91 g m⁻² d⁻¹ e remoções de N_T de 1,54 e 1,01% e de P_T de 0,81 e 1,19%, da carga aplicada, para a erva-de-bicho e o capim-vetiver, respectivamente.

Palavras-chave: wetlands construídas; remoção de nutrientes; *Chrysopogon zizanioides*; *Polygonum punctatum*.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the pollutant removal of swine wastewater in horizontal-flow constructed wetlands (CW) and the contribution of vegetable species *Polygonum punctatum* (smartweed) and *Chrysopogon zizanioides* (vetiver grass). Three CWs were implanted with expanded clay as support bed, one cultivated with *P. punctatum* (CW_E), another cultivated with *C. zizanioides* (CW_V) and one without cultivation, used as control (CW_C). Using a nominal hydraulic retention time (τ) of 3.21 days, the average removal efficiencies of BOD, N_T and P_T obtained were 85, 38 e 51% (CW_C), 89, 48 e 69% (CW_V) and 81, 36 e 45% (CW_E), respectively. The best performance was observed on CW_E . The dry mass productivities were 2.79 and 1.91 g m⁻² d⁻¹. N_T removals were 1.54 and 1.01% and P_T removals were 0.81 and 1.19%, respectively for *Polygonum punctatum* and *Chrysopogon zizanioides*.

Keywords: constructed wetlands; nutrients removal; *Chrysopogon zizanioides*; *Polygonum punctatum*.

INTRODUÇÃO

A produção em escala intensiva de carne suína, por meio do confinamento de animais, pode ser considerada uma atividade importante no contexto da economia de diversos estados brasileiros. Considerando-se as particularidades das granjas suínícolas, os produtores brasileiros têm tratado as águas residuárias de suinocultura (ARS) em sistemas de baixo custo, como digestores anaeróbios e lagoas de estabilização.

Uma alternativa interessante para o tratamento ou pós-tratamento desses efluentes é o uso de sistemas alagados construídos (SACs), conhecidos na literatura internacional como *constructed wetlands*. Em relação ao tratamento de ARS em SACs, destacam-se as revisões publicadas por Cronk (1996), Knight *et al.* (2000) e Hunt e Poach (2001). No Brasil, registram-se as pesquisas de Roston, Hussar e Tobias (2000), Sezerino *et al.* (2003), Jasper *et al.* (2008), Matos, Freitas e Lo Monaco (2010) e Sarmiento, Borges e Matos (2011).

¹Mestre pela Universidade Federal de Viçosa (UFV) - Viçosa (MG), Brasil.

²Doutor pela Universidade de São Paulo (USP), Professor da UFV - Viçosa (MG), Brasil.

³Doutor pela UFV, Professor da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) - Belo Horizonte (MG), Brasil.

Endereço para correspondência: Alisson Carraro Borges - Avenida PH Rolfs sn, DEA - Viçosa (MG), Brasil - E-mail: borges@ufv.br

Recebido: 02/04/12 - **Aceito:** 18/05/16 - **Reg. ABES:** 87067

Dentre as vantagens dos SACs, pode-se citar o fato de ser uma tecnologia de baixo custo, que demanda menos energia e produtos químicos (ALBUQUERQUE *et al.*, 2010), aumento do *habitat* para a vida animal (MICHAEL Jr., 2003) e disponibilidade de um elemento de estética paisagística. O uso de espécies vegetais contribui para a remoção de nutrientes e metais pesados (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009), material orgânico (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007), transporte de oxigênio (O₂) para o leito (USEPA, 2000), além de fornecer estabilidade ao meio suporte, devido a formação de denso sistema radicular, evitando a formação de caminhos preferenciais nos SACs (BRIX, 1997).

Brisson e Chazarenc (2009) ressaltaram que a seleção da vegetação deveria merecer maior atenção, pois são poucas as pesquisas que fornecem dados para comparação e estudo (por exemplo, taxas de absorção de nutrientes pelas macrófitas, necessidade de cortes, reaproveitamento da massa vegetal) para que se possa realizar a escolha, por meio de resultados previamente publicados, de qual espécie é a mais recomendada na remoção de poluentes em uma água residuária particular.

Face à escassez de dados, a possibilidade de uso de espécies vegetais com potencial em clima tropical e ao desconhecimento dessas potencialidades usando argila expandida como meio suporte em SACs, objetivou-se, no presente estudo, avaliar o desempenho de SACs no pós-tratamento de ARS, com enfoque no papel das espécies vegetais selecionadas (*Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum*) na remoção de nutrientes.

METODOLOGIA

O experimento foi conduzido em uma pequena suinocultura, com rebanho de 70 matrizes, localizada em Viçosa, Minas Gerais. Para a montagem de cada SAC foram utilizados 3 recipientes (unidades) do tipo “cocho”, confeccionados em polietileno de alta densidade (PEAD), com capacidade de 0,219 m³ cada, (dimensões de 0,35 m de altura, 0,49 m de largura e 1,95 m de comprimento). O meio suporte utilizado foi argila expandida (granulometria: 22 a 32 mm; densidade aparente: 450±10 kg.m⁻³; índice de vazios: 0,870 m³.m⁻³; macroporosidade: 0,465 m³.m⁻³). As três unidades “cochos”, que formavam um SAC, foram instaladas em série e preenchidas com o meio suporte, até 0,30 m de altura, sendo a altura molhada equivalente a 0,27 m. A operação dos SACs era feita, então, por meio de escoamento subsuperficial horizontal (*horizontal-flow subsuperficial constructed wetlands*).

A ARS utilizada para alimentação dos SACs era pré-tratada em um reator anaeróbio híbrido e apresentou as características descritas na Tabela 1.

Dos três tratamentos implantados, dois foram cultivados com espécies vegetais e o outro, sem cultivo, foi utilizado como testemunha (controle). A descrição de cada SAC e as nomenclaturas adotadas estão apresentada na Tabela 2. A erva-de-bicho foi escolhida por ser

uma planta de regiões alagadas e pelo fato de seu potencial para uso no tratamento de águas residuárias ainda não ser bem documentado. O capim-vetiver também foi escolhido em função de seu potencial no tratamento, além da questão de aproveitamento de sua massa vegetal.

A vazão de ARS aplicada nos SACs foi regulada por registros, de maneira que todos os sistemas recebessem a mesma carga orgânica inicial. Para atingir essa carga aplicou-se uma vazão de 0,110 m³ d⁻¹. O tempo de retenção hidráulica nominal (τ) para todos os SACs foi, então, equivalente a 3,2 d.

O experimento foi conduzido durante um ano, sendo que o chamado “período em marcha” — ou seja, período sob equilíbrio dinâmico aparente — durou quatro meses. Durante o “período em marcha”, foram realizadas 17 coletas de amostras de afluente e efluentes e duas coletas de amostras ao longo do comprimento SACs, para análise dos perfis de comportamento do nutriente nitrogênio ao longo dos sistemas.

As análises rotineiras de qualidade de água foram realizadas de acordo com o preconizado em *Standard Methods for the Examination Water and Wastewater* (APHA, 2012). Como exceção, o nitrogênio total (N_T) foi quantificado segundo o método semimicro Kjeldahl com adição de ácido salicílico, adaptado por Kiehl (1985).

No período final do experimento, foram realizadas análises da parte aérea das espécies vegetais dos SACs. Para essas análises, retirou-se toda a parte superior das espécies vegetais e essas foram pesadas em campo a fim de se determinar a massa fresca produzida. Em seguida, as amostras foram secas em estufa com recirculação de ar, sob temperatura de

Tabela 1 – Variáveis de qualidade (média±desvio padrão) do afluente estudado.

| Variáveis | ARS |
|---------------------------------------|-----------|
| pH (adimensional) | 7,08±0,13 |
| CE (μS cm ⁻¹) | 3.031±60 |
| Turbidez (UNT) | 365±225 |
| DQO (mg.dm ⁻³) | 704±362 |
| DBO (mg.dm ⁻³) | 290±88 |
| N _T (mg.dm ⁻³) | 272±47 |
| P _T (mg.dm ⁻³) | 60±30 |

CE: condutividade elétrica; DQO: demanda química de oxigênio; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; N_T: Nitrogênio total; P_T: Fósforo total.

Tabela 2 – Descrição e nomenclatura dos sistemas alagados utilizados no presente estudo.

| Tratamentos | Espécie vegetal utilizada |
|------------------|---|
| SAC _V | <i>Chrysopogon zizanioides</i> (capim-vetiver) |
| SAC _E | <i>Polygonum punctatum</i> (erva-de-bicho) |
| SAC _C | Sem cultivo |

SAC: sistemas alagados construídos.

65°C e, posteriormente, trituradas em moinho tipo Wiley, de acordo com as recomendações da Embrapa (1999) para análise de concentrações de macro e micronutrientes nos tecidos vegetais.

Como ressaltado, o presente experimento foi composto por três tratamentos distintos. As amostras dos efluentes ao longo do tempo foram consideradas como repetições. Os resultados foram discutidos com base na estatística descritiva e de inferência estatística.

Na estatística descritiva dos resultados, foram usados gráficos do tipo *box-plot* (*box and whisker*). Os diagramas equivalentes às variáveis são constituídos de retângulos, nos quais são fornecidos os quartis Q1, na parte inferior e Q3 na parte superior. Entre eles encontra-se a mediana (Q2). As linhas verticais que saem dos retângulos terminam nos limites superior (LS) e inferior (LI) da distribuição. Observações com afastamento superior a 1,5 desvio interquartil foram consideradas atípicas (*outliers*), e denotadas com o símbolo “x”. A média aritmética tem como notação o símbolo “•”, dentro dos diagramas.

A fim de verificar se havia normalidade entre os dados de cada parâmetro estudado, utilizou-se o teste de Lilliefors, sendo cada coleta considerada uma repetição. Quando as amostras apresentaram normalidade utilizou-se a análise de variância (ANOVA) e quando havia diferença estatística entre as médias, seguiu-se com o teste Tukey a 5% de probabilidade. Quando as amostras não apresentaram normalidade foi utilizado o teste não paramétrico da ANOVA de Kruskal-Wallis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Demanda bioquímica de oxigênio

O foco principal do trabalho foi o estudo das espécies na remoção de nutrientes. Contudo, a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) também foi monitorada. Na Figura 1 estão apresentados os resultados da concentração de DBO nos SACs estudados.

Pôde-se observar que o sistema foi pouco sensível, ou seja, foi robusto, em relação às variações das concentrações afluentes aplicadas.

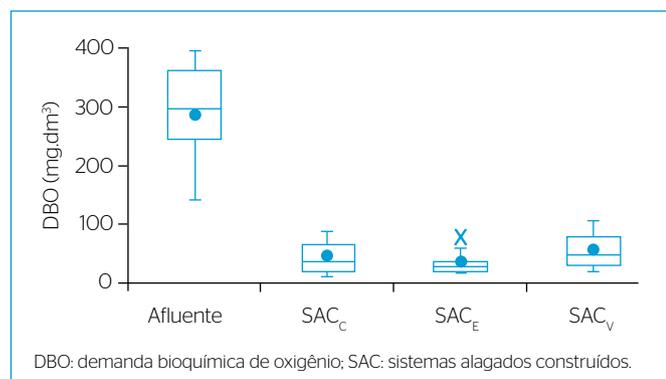


Figura 1 - *Box plot* das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio no afluente e nos efluentes dos sistemas alagados construídos.

As concentrações afluentes variaram muito, com concentração média de DBO de 290±88 mg.dm⁻³ e valores variando de 142,6 a 394,7 mg.dm⁻³, referentes a uma carga superficial média (L_s) de 105 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de DBO.

Nas amostras efluentes dos SAC_C, SAC_E e SAC_V foram observadas, respectivamente, concentrações médias de DBO de 44±28, 33±20 e 56±33 mg.dm⁻³, correspondendo a eficiências de 85±10, 89±7 e 81±11% na sua remoção. Essas eficiências encontradas representam, em termos de carga removida (L_R) de DBO 90, 93 e 86 kg.ha⁻¹.d⁻¹, nos SAC_C, SAC_E e SAC_V, respectivamente.

Os SACs estudados não diferiram estatisticamente entre si ($p>0,05$), no que tange à variável DBO. Tal fato pode ser associado ao não cômputo das perdas de água, por evapotranspiração, ocorridas nos sistemas cultivados, o que possivelmente mascarou uma maior eficiência desses sistemas.

A carga orgânica média aplicada, ao longo do período experimental, foi inferior ao inicialmente planejado, devido às variações na ARS, que ocorrem naturalmente nas granjas, de acordo com o manejo adotado. Supõe-se que, se a carga inicial fosse mantida ou aumentada durante a condução do experimento, as eficiências poderiam ter sido maiores, pois, segundo Tao, Hall e Duff (2006), o aumento na carga orgânica aplicada pode gerar aumento na eficiência de remoção de matéria orgânica, dentro de certos limites. Jing *et al.* (2002) e Calheiros, Rangel e Castro (2007), em suas pesquisas, obtiveram aumentos lineares e próximos à linearidade, respectivamente, na eficiência de remoção com o aumento na carga orgânica aplicada. Matos *et al.* (2010) ajustaram equações que indicaram que a eficiência de remoção aumenta com maior carga aplicada, até alcançar um valor máximo, a partir do qual a eficiência passa a decrescer.

Comparando os resultados aqui encontrados com os padrões de lançamento de efluentes em corpos de água de Minas Gerais, determinados pelo Conselho Estadual de Política (COPAM, 2008), e em nível federal, determinados pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011) pode-se verificar que, em relação ao desempenho médio dos sistemas, todas as unidades atenderam o preconizado na deliberação normativa em questão: DBO média dos efluentes menor que 60 g.m⁻³.

No entanto, no que tange às eficiências mínimas exigidas pela mesma deliberação, registrou-se o não cumprimento em 20% amostragens para análises de DBO (que deveriam corresponder a uma eficiência mínima de 75%).

Nitrogênio total, Nitrogênio total Kjeldahl e Nitrogênio-nitrato

Observou-se, em algumas amostras do efluente, concentração superior à do afluente. Como mencionado, houve grande variação na carga de ARS durante o período da pesquisa. Sendo assim, essas observações podem ser explicadas devido ao fato da amostragem do afluente e dos efluentes terem sido feitas no mesmo dia, sendo que o τ dos SACs era

de 3,2 dias, ou seja, a concentração encontrada no efluente era referente ao afluente de outro dia. Ademais, como ressaltado anteriormente, o não cômputo da evapotranspiração nos sistemas proporciona subestimativa no cálculo da eficiência nos mesmos.

Na Figura 2 estão apresentados os resultados de concentração de N_T no afluente e efluente dos SACs.

Nas análises de nitrogênio total, o afluente apresentou concentrações médias de $272 \pm 47 \text{ mg.dm}^{-3}$, com valores variando de 207 a 346 mg.dm^{-3} , equivalendo a uma carga superficial média aplicada de $104,3 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de Nitrogênio total (N_T). Os efluentes do SAC_C, SAC_E e SAC_V apresentaram, respectivamente, valores médios de 169 ± 70 , 141 ± 66 e $175 \pm 69 \text{ mg.dm}^{-3}$, correspondendo a eficiências de 38 ± 25 , 48 ± 24 e $36 \pm 25\%$ na sua remoção. Esses valores representam, respectivamente, L_R de 39, 50 e $37 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de N_T .

As remoções de N_T nos SACs foram estatisticamente diferentes entre si ($p \leq 0,05$). Estão apresentados, na Tabela 3, os resultados dos testes de médias. O SAC_E e SAC_V foram estatisticamente diferentes entre si, mas não diferiram do SAC_C, o que sugere que a remoção de nitrogênio se deu, na sua maior parte, por mecanismos físicos. Contudo, pode-se observar que a erva-de-bicho foi mais eficiente na remoção de N_T do que o capim-vetiver na absorção de nitrogênio, nos sistemas.

No presente trabalho, foram encontradas remoções similares às obtidas por FIA (2009), que, aplicando carga semelhante, $111 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de N_T , encontrou L_R entre 41 e $44 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Com eficiências variando de 51 a 64%,

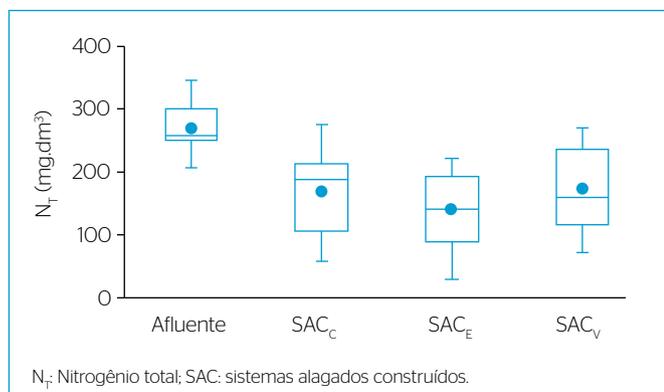


Figura 2 - Box plot das concentrações de Nitrogênio total no afluente e nos efluentes dos sistemas alagados construídos.

Tabela 3 - Comparação entre as concentrações médias de Nitrogênio total nos efluentes dos diferentes sistemas alagados construídos.

| Tratamentos | Nitrogênio (mg.dm^{-3}) |
|------------------|------------------------------------|
| SAC _C | 169,1 ab |
| SAC _E | 140,7 b |
| SAC _V | 175,1 a |
| DMS | 28,37 |

a,b: Médias seguidas de mesma não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, a 5% de probabilidade. DMS: diferença mínima significativa; SAC: sistemas alagados construídos.

Freitas (2006) obteve remoções entre 47 e $52 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ para SACs cultivados com taboa, tripa-de-sapo e capim-tifton-85, com τ de 4,8 dias. LEE et al. (2004) trataram carga de $125 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de N_T em SACs e obtiveram eficiências de 24%, encontrando L_R de $30 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de N_T , para τ de 8,5 dias.

Utilizando argila expandida, Oliveira (2008) observou eficiências de 95% de remoção de N-NH_4^+ , com τ de 5,7 dias, aplicando carga de $19,0 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de N-NH_4^+ , proveniente de tratamento primário de esgoto sanitário. Também utilizando argila expandida como meio suporte, Albuquerque et al. (2010), utilizando SACs cultivados com *Phragmites australis* para o tratamento de esgoto sanitário após tratamento primário com τ de 5,7 dias, observaram eficiências de remoção de N-NH_4^+ variando de 57 a 85%, referente a L_R entre 8,0 e $11,0 \text{ kg.ha}^{-1}.\text{d}^{-1}$ de N-NH_4^+ .

Em SACs, o nitrogênio pode ser removido por filtração, sedimentação, absorção por plantas e micro-organismos, adsorção, nitrificação, desnitrificação e volatilização (HUNT & POACH, 2001). Para Hu, Ao e Yang (2008), a desnitrificação microbológica, a volatilização e a absorção por plantas são os maiores responsáveis pela remoção de N em SAC tratando águas residuárias. Xian et al. (2010) observaram remoções similares em SACs vegetados e não vegetados, mas aqueles que estavam plantados exibiram potencial ligeiramente maior. Ainda segundo os mesmos autores, as raízes das plantas podem fornecer suporte para a colonização microbológica e ser fonte de carbono (liberando exsudatos) para esses micro-organismos, que podem absorver e utilizar os nutrientes vindos da água residuária. Vymazal e Kröpfelová (2008) concluíram que a remoção de N, na maioria dos SACs, é baixa quando comparado à remoção de carga orgânica e de sólidos, variando de 40 a 50%, e raramente são maiores por não serem capazes de proporcionar, simultaneamente, condições aeróbias para a nitrificação e anaeróbias para a desnitrificação.

Na legislação ambiental em nível federal e estadual, exige-se que as concentrações de nitrogênio na forma amoniacal de efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) agroindustriais não sejam maiores que 20 mg.dm^{-3} . Observa-se, portanto, que, na configuração estudada, tal padrão pode ser considerado de difícil obtenção em sistemas sem aeração artificial. Contudo, cabe ressaltar que tais leis se aplicam à disposição de efluentes em corpos hídricos receptores. O nitrogênio presente nos efluentes (além da condutividade, da patogenicidade ou outra restrição) poderá ser usado como referencial para aplicação via fertirrigação na agricultura (FREITAS, 2006; GIAFFERIS; BARROS; OLIVEIRA, 2014).

As análises de Nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e Nitrogênio-nitrato (N-NO_3^-) foram realizadas ao longo do comprimento dos SAC. Na Figura 3 estão apresentados os perfis obtidos considerando-se a média de duas campanhas realizadas quando da "operação em marcha" do sistema.

Observando a Figura 3A, nota-se a redução gradual da concentração de NTK ao longo do perfil de cada SAC, a despeito da ocorrência de alguns picos de concentração residente. A concentração média do afluente foi de $233 \pm 31 \text{ mg.dm}^{-3}$, enquanto os valores médios dos efluentes

dos SAC_C, SAC_E e SAC_V foram de 189±55, 189±12 e 228±32 mg.dm⁻³, respectivamente. Percebe-se que o SAC_E foi o que melhor apresentou perfil seguindo um padrão típico de decaimento.

A concentração média de N-NO₃⁻ no afluente foi de 0,36±0,11 mg.dm⁻³ e nos efluentes dos SAC_C, SAC_E e SAC_V foram, respectivamente, de, 0,23±0,07, 7,47±2,58 e 0,26±0,18 mg.dm⁻³. Pode-se notar, na Figura 3B, que os SACs apresentaram reduzidas concentrações efluentes de nitrato, exceto no SAC_E que teve acentuado aumento na concentração de N-NO₃⁻ no trecho final. Tal fato pode estar associado a uma boa disponibilidade de oxigênio no último terço e a uma menor DBO nessa região, ocasionando uma boa condição para o processo de nitrificação.

O SAC_V praticamente não apresentou variação na concentração de nitrato no seu interior, atingindo concentração máxima de 0,59 mg.dm⁻³. Já o SAC_C apresentou maior variação na concentração de N-NO₃⁻ ao longo do seu perfil, atingindo 4,09 mg.dm⁻³, porém não se pode afirmar que ocorreram processos de nitrificação-desnitrificação, pois as curvas das duas amostragens não apresentaram a mesma tendência.

Sabe-se que a nitrificação em SACs horizontais é limitada à quantidade de oxigênio (O₂) no meio. Na literatura especializada, os valores de transferência de oxigênio para a rizosfera são muito discrepantes, não havendo, ainda, um consenso sobre a real capacidade dessa contribuição. Marques (1999), por exemplo, cita que macrófitas emergentes podem transferir de 5 a 45 g.m⁻².d⁻¹ de O₂, enquanto a *International Water Association* (IWA, 2000) reporta valores entre 0,02 e 12 g.m⁻².d⁻¹. Ressalta-se que a maior parte desse oxigênio fica restrita à vizinhança imediata dos rizomas e raízes. Assim pode-se supor que a erva-de-bicho, especialmente na última unidade do SAC_E, conseguiu transportar uma maior quantidade de O₂ para a zona radicular, favorecendo a transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato. Segundo Deuner *et al.* (2007),

a erva-de-bicho responde bem às condições de alagamento, com formação de aerênquimas para melhor troca gasosa.

Fósforo total

Assim como para o nitrogênio, observou-se, em algumas análises, que a concentração do efluente foi maior que do afluente. Tal fato pode ser atribuído às mesmas hipóteses levantadas anteriormente. Na Figura 4, podem ser observados os resultados das remoções de Fósforo total (P_T) nos SACs.

As amostras da ARS afluente apresentaram concentrações médias de P_T iguais a 60±30 mg.dm⁻³ com valores variando de 14,2 a 120,4 mg.dm⁻³, equivalendo a uma carga de 23 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de P_T. Os efluentes dos SAC_C, SAC_E e SAC_V apresentaram, respectivamente, concentrações médias de 29±14, 18±13 e 33±11 mg.dm⁻³, corresponderam a eficiências de 51±24, 69±22 e 45±19%. Essas eficiências alcançadas representam remoções de 12, 16 e 10 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de P_T dos SAC_C, SAC_E e SAC_V, respectivamente.

Os SAC foram estatisticamente diferentes entre si na remoção de fósforo (p<0,01). Os resultados dos testes de médias estão apresentados

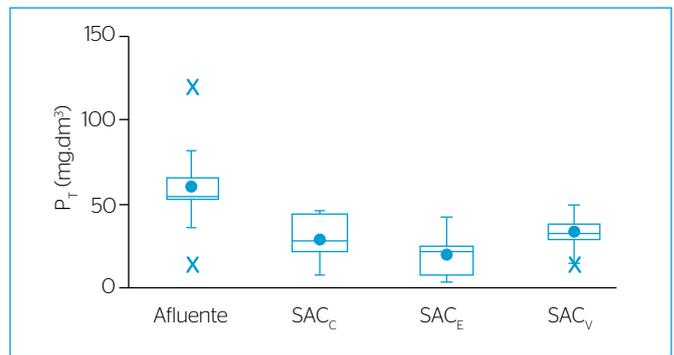


Figura 4 - Box plot das concentrações de fósforo total no afluente e nos efluentes dos sistemas alagados construídos.

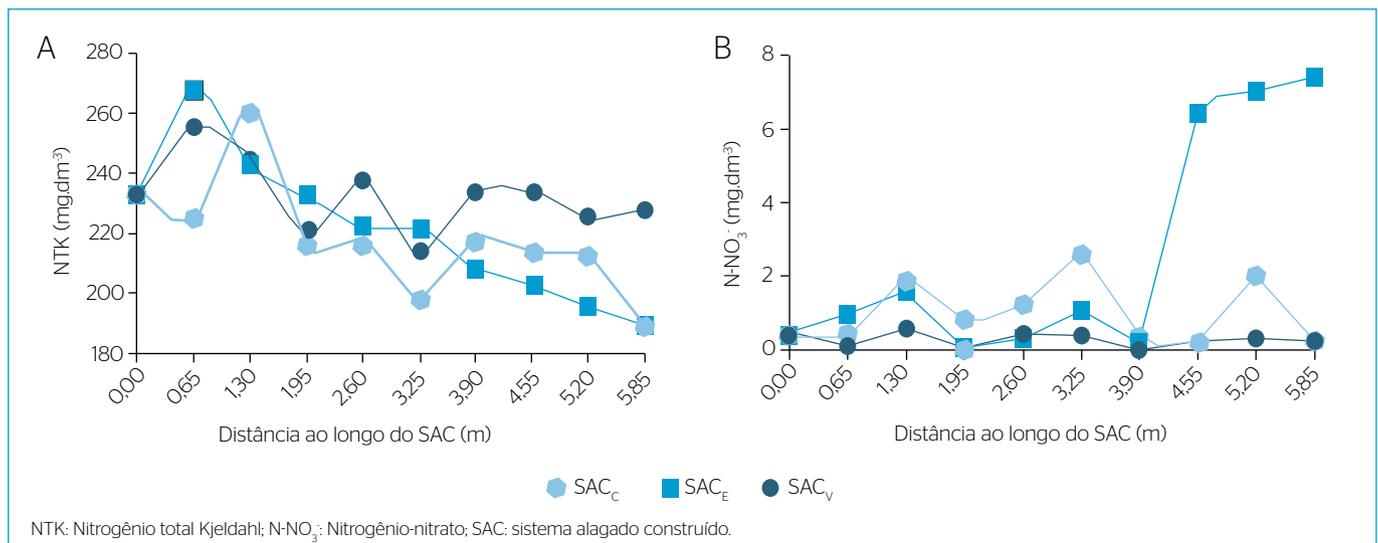


Figura 3 - Concentrações médias de (A) e (B) ao longo do comprimento de cada sistema alagado construído.

na Tabela 4. Pode-se observar que o SAC_C e o SAC_V não diferiram estatisticamente entre si, mas ambos diferiram do SAC_E .

Em diferentes estudos já realizados com esse tipo de sistema, relata-se que os SACs têm limitações na remoção de fósforo, em comparação com a remoção de nitrogênio, pois não há nenhum processo análogo a nitrificação-desnitrificação, que promova perda permanente em maior escala desse elemento. Sendo assim, vale ressaltar a colaboração da erva-de-bicho na remoção de P_T no SAC_E .

Aplicando carga similar à utilizada nesta pesquisa, Fia (2009) encontrou eficiência de 65% na remoção de P, sendo esse valor referente à L_R de $15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Matos, Freitas e Lo Monaco (2010), utilizando SACs cultivados com taboa, *alternanthera* e capim tifton-85, com τ de 4,8 dias, também aplicaram carga semelhante às aplicadas neste trabalho, observando remoções variando entre 7 e $12 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$. Ambos os autores utilizaram SACs no tratamento de ARS. As remoções de fósforo obtidas neste estudo foram muito superiores aos obtidos por Brasil (2005), que utilizando SACs cultivados com *Thypha* sp. e tratando esgoto sanitário efluente de tanque séptico, encontrou remoção de $0,71 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ de P_T , para uma carga aplicada de $5,7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$.

As eficiências observadas neste estudo estão próximas às esperadas por Vymazal (2007), pois segundo esse autor a eficiência de remoção de fósforo total varia de 40 a 60% entre todos os tipos de SACs e depende das cargas aplicadas e da forma de escoamento da água residuária no sistema, de forma semelhante ao que acontece com o nitrogênio. O mesmo autor considera que a remoção de fósforo em todos os tipos de SACs é baixa, a menos que sejam utilizados substratos especiais com elevada capacidade de adsorção junto ou como meio suporte.

O fósforo, na sua forma orgânica, é responsável pela maior fração desse elemento em SACs, sendo retido, principalmente, pelos tecidos vegetais, material orgânico suspenso ou dissolvido na água e por micro-organismos. Segundo Turner, Newman e Newman (2006), o acúmulo desse elemento tende a acontecer tanto em tecidos vegetais, como em células microbianas e sedimentos, sendo possível removê-lo do sistema apenas por meio do corte das espécies vegetais, visto que esse elemento não possui mecanismos de perda como, por exemplo, a desnitrificação no caso do nitrogênio.

Os materiais normalmente utilizados como meio suporte nos SACs tem baixa capacidade de adsorver e precipitar compostos fosfatados, ainda

Tabela 4 - Comparação entre as concentrações médias efluentes de fósforo total nos diferentes sistemas alagados construídos.

| Tratamentos | Fósforo ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) |
|-------------|--|
| SAC_C | 29,2 a |
| SAC_E | 18,4 b |
| SAC_V | 32,8 a |
| DMS | 9,00 |

a,b: Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente entre si, pelo teste de Tukey, a 1% de probabilidade. DMS: diferença mínima significativa; SAC: sistemas alagados construídos.

com o passar do tempo eles tendem a diminuir ainda mais essa capacidade, promovendo perda de eficiência na remoção de fósforo (VYMAZAL, 2007).

Para que se possa afirmar que a presença da argila expandida contribuiu para a remoção de fósforo, faz-se necessária uma comparação futura com SACs preenchidos com o meio suporte mais utilizado, a brita, em iguais condições e por longo período operacional. Outra alternativa é a realização de ensaios de adsorção com obtenção de isotermas.

Vegetação

A despeito de alguns problemas na fase de adaptação, a erva-de-bicho se desenvolveu plenamente, aparecendo novos brotos das mudas implantadas e a partir de sementes, produzidas pela própria planta em seu ciclo natural, que caíram dentro das unidades. Pode-se observar o pleno desenvolvimento da espécie na Figura 5A, onde é visualizada uma das unidades do SAC_E .



Figura 5 - (A) uma das unidades do sistemas alagados construídos, cultivada com erva-de-bicho e (B) o capim-vetiver em uma das unidades do sistemas alagados construídos.

Já o capim-vetiver apresentou dificuldades de desenvolvimento e morte de alguns tufos transplantados. Pode-se supor que isso ocorreu devido à falta de espaço para as raízes dessa espécie se desenvolverem, pois o SAC tinha 0,30 metros de profundidade e essas podem atingir até 6,0 metros. Supõe-se que, após a fase de adaptação, o vetiver conseguiu se estabilizar, pois, por meio de observações visuais, notou-se melhora no desenvolvimento da espécie. Na Figura 5B, pode-se observar uma das unidades do SAC_v cultivada com capim-vetiver.

As raízes do capim-vetiver atingiram profundidade média de 18 cm, alcançando no máximo 29 cm. Já as da erva-de-bicho tiveram profundidade média de 21,5 cm atingindo até 27 cm de profundidade máxima. Borges *et al.* (2016) mensuraram raízes de vetiver com comprimento de 0,90 m operando SACs verticais com afluente sintético. Já as raízes da erva-de-bicho apresentaram aspecto interessante, pois elas formaram um “tapete” no interior das unidades. Tal fato pode ter contribuído consideravelmente na remoção física de poluentes.

A erva-de-bicho produziu 240,17 g de matéria seca, enquanto o capim-vetiver produziu 164,57 g em um período intermediário de 30 dias (de 4 de abril a 4 de maio de 2011), estimando-se uma produtividade, por área de cada SAC, em termos de matéria seca, de 2,79 e 1,91 g.m⁻².d⁻¹, respectivamente. Com base nessas produtividades, estimou-se a produtividade anual, sem levar em consideração possíveis variações sazonais, obtendo 10,18 e 6,98 t.ha⁻¹.ano⁻¹ para erva-de-bicho e capim-vetiver, respectivamente.

Edelstein *et al.* (2009), estudando diferentes condutividades elétricas e taxas de fertirrigação, encontraram 4 g.planta⁻¹.d⁻¹ como a melhor produção de massa seca do capim-vetiver cultivado em casa de vegetação. Ao cultivar vetiver em SACs verticais, utilizando solução de nitrato como afluente, Borges *et al.* (2016) encontraram produtividade superior a encontrada nesse estudo, de 13,6 e 10,3 t.ha⁻¹ (em período de cultivo de 40 dias), operando no período de inverno. Carpenter (2005), cultivando erva-de-bicho em solo, encontrou produtividade de 0,68 a 1,69 t.ha⁻¹ por corte.

Comparando os resultados obtidos nesse estudo com outras culturas utilizadas em SACs, pode-se citar outros trabalhos. Eustáquio Jr. (2010), utilizando SACs para tratamento secundário/terciário de esgoto sanitário, encontrou produtividade de aproximadamente 800 kg.ha⁻¹ por corte de aveia preta (*Avena strigosa*), para uma carga aplicada de 400 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de DBO. Tratando ARS em SACs, Fia *et al.* (2011) observaram produtividade de 3,96 t.ha⁻¹.ano⁻¹ de taboa nas duas podas

que realizaram (uma com período de 90 dias e outra com período de 60 dias) para uma carga aplicada de 163 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de DBO, enquanto que, para o capim tifton-85, encontraram produtividade de 12,3 t.ha⁻¹.ano⁻¹ para o mesmo período de tempo e a mesma carga aplicada. Valor superior foi encontrado por Brasil *et al.* (2007), que encontraram produtividade de 11,2 t.ha⁻¹.ano⁻¹ para a taboa, cultivada por 226.dias.

Matos, Freitas e Lo Monaco (2009), tratando ARS em SACs, com carga aplicada de DQO de 590,9 kg.ha⁻¹.d⁻¹ e τ de 4,8 dias, obtiveram produtividade média em torno de 22,2, 26,2 e 28,8 t.ha⁻¹, respectivamente, de *Thypha latifolia*, *Alternanthera philoxeroides* e *Cynodon dactylon*, para três cortes num total de 25 dias de cultivo.

Em relação às concentrações de macro e micronutrientes no tecido foliar, apresenta-se na Tabela 5, os valores encontrados nas espécies vegetais.

A erva-de-bicho apresentou eficiência de remoção de nitrogênio de 1,54% e o capim-vetiver de 1,01%, para L_s de 104,3 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de N_T. Essas espécies apresentaram concentrações de nitrogênio de 2,77 dag.kg⁻¹ (erva-de-bicho) e 1,96 dag.kg⁻¹ (capim-vetiver). Esses valores remetem a taxas de remoção de, respectivamente, 0,08 e 0,04 g.m⁻².d⁻¹ de nitrogênio.

Borges *et al.* (2016) encontraram 0,81 dag.kg⁻¹ de N no capim-vetiver, para uma carga aplicada variando de 58 a 181 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de N-NO₃, valor menor que o encontrado no presente estudo. Edelstein *et al.* (2009), estudando o efeito de diferentes CE e taxas de fertilização, também obtiveram concentração média inferior a obtida nesse estudo, de 1,59 dag.kg⁻¹ de N na parte aérea do capim-vetiver.

Tratando efluente de tratamento primário de esgoto sanitário em SACs cultivados com taboa, Brasil, Matos e Soares (2007) encontraram remoções de 1,69% de N pelas plantas, que receberam aporte de 60,28 kg de N_T durante o período experimental. Fia *et al.* (2011) encontraram concentrações médias de NTK variando de 2,99 a 3,27 dag.kg⁻¹ na taboa e de 4,31 a 4,68 dag.kg⁻¹ no capim tifton-85. Matos, Freitas e Lo Monaco (2009), tratando ARS em SACs, obtiveram remoções médias de 533, 1068 e 681 kg.ha⁻¹ de N_p, respectivamente, pela taboa, alternanthera e capim tifton-85 nos três cortes que realizaram.

A erva-de-bicho e o capim-vetiver foram responsáveis, respectivamente, por 0,81 e 1,19% da eficiência de remoção de fósforo do sistema, para carga superficial aplicada de 23 kg.ha⁻¹.d⁻¹ de P_T. Como dito anteriormente, o SAC_E apresentou remoções de P_T estatisticamente superiores aos demais, porém o capim-vetiver foi responsável por maiores remoção que a erva-de-bicho; portanto, pode-se supor que a erva-de-bicho favoreceu

Tabela 5 - Concentrações de macro e micronutrientes nas plantas cultivadas nos sistemas alagados construídos (do dia 83 ao dia 113).

| Concentrações de macro e micronutrientes nas plantas (dag.kg ⁻¹) | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|-------|----|----|------|-------|-------|-------|-------|-------|----|-------|-------|-------|----------------|----------------|
| Elementos | Zn | Pb | Ni | Mn | Mg | Al | Fe | Cu | Cr | Cd | Ca | Na | K | P _T | N _T |
| Erva-de-bicho | 0,003 | 0 | 0 | 0,03 | 0,353 | 0,026 | 0,039 | 0,002 | 0,000 | 0 | 0,672 | 0,266 | 0,141 | 0,466 | 2,77 |
| Capim-vetiver | 0,000 | 0 | 0 | 0,02 | 0,179 | 0,382 | 0,256 | 0,007 | 0,001 | 0 | 0,513 | 0,264 | 0,772 | 0,644 | 1,96 |

a adsorção de fósforo no meio. Como exposto na Tabela 5, essas espécies apresentaram, respectivamente, concentrações de 0,466 e 0,644 dag.kg⁻¹ desse nutriente em sua matéria seca. Esses valores equivalem a taxas de remoção de 47,4 e 44,9 kg.ha⁻¹.ano⁻¹ de P_T.

Utilizando taboa e capim tifton-85 em SACs tratando ARS, Fia et al. (2011) encontraram concentrações de P_T variando de 0,20 a 0,32 dag.kg⁻¹ e entre 0,79 e 0,97 dag.kg⁻¹, para essas respectivas espécies. Para um aporte de 11,50 kg de P_T, Brasil et al. (2007) obtiveram eficiência de 1,64%. Em relação ao vetiver, registra-se que Edelstein et al. (2009) encontraram 0,595 dag.kg⁻¹ de P na matéria seca do vetiver, para concentração ótima de fósforo no fertilizante e diferentes valores de condutividade elétrica (CE).

Matos, Freitas e Lo Monaco (2009), obtiveram extrações médias de 88, 137 e 107 kg.ha⁻¹ de P_T pela taboa, alternanthera e capim tifton-85, respectivamente, nos três cortes que realizaram.

A comparação de dados de absorção por plantas pode ser considerada trabalhosa, uma vez que em poucos estudos esse cômputo é feito. Ademais, os valores reportados nem sempre se encontram em base temporal e nas mesmas dimensões, fatos que prejudicam a análise comparativa. Dessa maneira, confeccionou-se a Tabela 6, que contém dados de remoção de nitrogênio e fósforo em uma mesma base (g.m⁻².d⁻¹), retirado de estudos recentes, publicados na literatura especializada, em comparação com o presente estudo.

Observa-se que as espécies vegetais têm papel positivo na remoção de poluentes nos SACs, seja por meio do aumento de barreiras físicas promovido pela presença das raízes, seja pelo ambiente propício criado no entorno das raízes para a formação de biofilme ou pela absorção de nutrientes necessários para o desenvolvimento da planta. Dessa forma, deve-se continuar estudando espécies vegetais que melhor se adaptem as condições climáticas tropicais e também as diferentes condições impostas de acordo com cada tipo de água residuária que será tratada.

Tabela 6 - Remoções de nitrogênio e fósforo (g.m⁻².d⁻¹) observadas por diversos autores, tratando águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos.

| Referências | | Matos, Freitas e Lo Monaco (2009) | Fia et al. (2011) | Presente estudo |
|-----------------|---|-----------------------------------|-------------------|-----------------|
| Taboa | n | 1,88-2,26 | 0,04-0,09 | - |
| | p | 0,098 | 0,004-0,008 | - |
| Capim-tifton-85 | n | 3,11-4,99 | 0,37-0,45 | - |
| | p | 0,137 | 0,072-0,083 | - |
| Alternanthera | n | 2,35-3,08 | - | - |
| | p | 0,167 | - | - |
| Capim-vetiver | n | - | - | 0,04 |
| | p | - | - | 0,012 |
| Erva-de-bicho | n | - | - | 0,08 |
| | p | - | - | 0,013 |

CONCLUSÕES

De maneira geral, o SAC cultivado com erva-de-bicho (*Polygonum punctatum*) foi mais eficiente na remoção de poluentes do que o cultivado com capim-vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). O sistema atendeu a legislação ambiental mineira, em relação à DBO (eficiência mínima de 75% ou concentração final menor que 60 g.m⁻²), em 87,5, 87,5 e 66,7% das amostragens realizadas, respectivamente, nos SAC_C, SAC_E e SAC_V.

Com relação a remoção de nutrientes, o SAC_E foi o que apresentou melhor desempenho na remoção de P_T e N_T, redução de 69% e 48% na concentração do efluente, sendo que no SAC_V observou-se redução de 45 e 36%, respectivamente. Observou-se que a erva-de-bicho apresentou maior produtividade, em termos de matéria seca, do que o capim-vetiver. Na erva também foi observada maior eficiência na absorção de nitrogênio, 1,54% contra 1,01% do capim-vetiver, enquanto que em relação ao fósforo observou-se o contrário, eficiência de 1,19% pelo capim-vetiver contra 0,81% pela erva-de-bicho.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, A.; OLIVEIRA, J.; SEMITELA, S.; AMARAL, L. (2010) Evaluation of the effectiveness of horizontal subsurface flow constructed wetlands for different media. *Journal of Environmental Science*, v. 22, n. 6, p. 820-826.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. (2012) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington. 22 Ed.

BORGES, A.C.; ZAPAROLI, B.R.; MATOS, A.T.; MIRANDA, S.T.; MOREIRA, A.R.; RANIERI, E. (2016) Potential for denitrification in sequencing batch constructed wetlands cultivated with *T. latifolia* and *C. zizanioides*. *Desalination and Water Treatment*, v. 57, n. 12, p. 5464-5472. (doi: 10.1080/19443994.2014.1003335)

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T.; SOARES, A.A. (2007) Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 12, n. 3, p. 266-272.

BRASIL, M.S. (2005) *Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico*. 160 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BRISSON, J. & CHARAZENC, F. (2009) Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? *Science of the Total Environment*, v. 407, n. 13, p. 3923-3930. (doi:10.1016/j.scitotenv.2008.05.047).

- BRIX, H. (1997) Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*, v. 35, n. 5, p. 11-17. (doi: 10.1016/S0273-1223(97)00047-4).
- CALHEIROS, C.S.C.; RANGEL, A.O.S.S.; CASTRO, P.M.L. (2007) Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, v. 41, n. 8, p. 1790-1798. (doi: 10.1016/j.watres.2007.01.012).
- CARPENTER, K. (2005) *Effects of adding sediment to a fresh water thin mat floating marsh*. 49 p. Thesis (Master of Science) - Louisiana State University, Louisiana.
- CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA - COPAM. (2008) *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG N.º 1*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Belo Horizonte. 32 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. (2011) *Resolução N.º 430*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução N.º 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Brasília. 9 p.
- CRONK, J.K. (1996) Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, v. 58, p. 97-114.
- DEUNER, S.; NOGUEIRA, R.C.; ZANADREA, I.; CASTRO, E.M.; ALVES, J.D.; MELO, E.F. (2007) Respostas anatômicas de plantas de erva-de-bicho (*Polygonum punctatum* Elliot) submetidas ao alagamento. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 5, p. 120-122.
- Edelstein, M.; Plaut, Z.; Dudai, N.; Ben-Hur, M. (2009) Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) responses to fertilization and salinity under irrigation conditions. *Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 1, p. 215-221. (doi:10.1016/j.jenvman.2009.08.006).
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. (1999) *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Brasília: Embrapa. 370p.
- EUSTÁQUIO JÚNIOR, V.; MATOS, A.T.; CAMPOS, L.C.; BORGES, A.C. (2010) Desempenho agrônomico da aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.), cultivada em sistemas alagados construídos. *Ambi-Agua*, v. 5, n. 1, p. 68-78. (doi: 10.4136/ambi-agua.120).
- FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; LAMBERT, T.F.; MATOS, M.P. (2011) Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Ambi-Agua*, v. 6, n. 1, p. 77-89. (doi: 10.4136/ambi-agua.175).
- FIA, F.R.L. (2009) *Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos*. 160 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- FREITAS, W.S. (2006) *Desempenho de sistemas alagados construídos, cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura*. 2006, 159f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Ambientais) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.
- GIAFFERIS, G.P.; BARROS, Z.X.; OLIVEIRA, E.L. (2014) Avaliação do potencial de reúso agrícola do efluente de uma estação de tratamento de esgoto com alagados construídos. *Energia na Agricultura*, v. 29, n. 1, p. 48-56. (doi: 10.17224/EnergAgric.2014v29n1p48-56).
- Hu, M.; Ao, Y.; Yang, X. (2008) Treating eutrophic water for nutrient reduction using an aquatic macrophyte (*Ipomoea aquatic* Forsskal) in a deep flow technique system. *Agricultural Water Management*, v. 95, n. 5, p. 607-615. (doi: 10.1016/j.agwat.2008.01.001).
- HUNT, P.G. & POACH, M.E. (2001) State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 11-12, p. 19-25.
- INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION - IWA. (2000) *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design, and operation*. London.
- JASPER, S.P.; ESPERANCINI, M.S.T.; BIAGGIONI, M.A.M.; OLIVEIRA, E.L.; GUERRA, S.P.S. (2008) Análise de econometria de dois sistemas naturais de tratamento de água residuária na suinocultura. *Irriga*, v. 13, n. 4, p. 540-551.
- JING, S-R.; LIN, Y-F.; WANG, T-W.; LEE, D-Y. (2002) Microcosm wetlands for wastewater treatment with different hydraulic-loading - rates and macrophytes. *Journal Environmental Quality*, v. 31, n. 2, p. 690-696. (doi: 10.2134/jeq2002.6900).
- KIEHL, J.E. (1985) *Fertilizantes orgânicos*. Piracicaba: Editora Agronômica Ceres Ltda. 492 p.
- KNIGHT, R.L.; PAYNE Jr, V.W.E.; BORER, R.E.; CLARKE Jr, R.A.; PRIES, J.H. (2000) Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecological Engineering*, v. 15, p. 41-55.
- LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. (2004) Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*, v. 92, n. 2, p. 173-179. (doi: 10.1016/j.biortech.2003.08.012).
- MARQUES, D.M.L.M. (1999) Terras úmidas construídas de fluxo superficial. In: CAMPOS, J.R. (coord.). *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo*. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 464 p.
- MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; BORGES, A.C.; MATOS, M.P. (2010) Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 1, p. 83-92. (doi: 10.1590/S1413-41522010000100010).
- MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. (2009) Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de suinocultura. *Ambi-Água*, v. 4, n. 2, p. 31-45. (doi: 10.4136/ambi-agua.84).

- MATOS, A.T.; FREITAS, W.S.; LO MONACO, P.A.V. (2010) Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. *Ambi-Agua*, v. 5, n. 2, p. 119-132. (doi:10.4136/ambi-agua.142).
- MICHAEL JR., J.H. (2003) Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. *Aquaculture*, v. 226, n. 1-4, p. 213-225. (doi:10.1016/S0044-8486(03)00479-4).
- OLIVEIRA, J.M. (2008) *Estudo da influência do material de enchimento na remoção de matéria orgânica, azoto e sólidos em leitos de macrófitas do tipo ESSH*. 125f. Tese (Mestrado em Engenharia Sanitária) - Universidade Nova de Lisboa, Lisboa.
- ROSTON, D.M.; HUSSAR, G.J.; TOBIAS, A.C.T. (2000) Tratamento de efluente de granja de produção de suínos: Uso de reator anaeróbio compartimentado seguido por leito cultivado com macrófitas. *Ecossistema*, v. 25, n. 1, p. 9-10.
- SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T. (2011) Evaluation of vertical-flow constructed wetlands for swine wastewater treatment. *Water, Air & Soil Pollution*, v. 223, n. 3, p. 1065-1071. (doi: 10.1007/s11270-011-0924-4).
- SEZERINO, P.H.; REGINATTO, V.; SANTOS, M. A.; KAISER, K.; KUNST, S.; PHILIPPI, L.S.; SOARES, H.M. (2003) Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 2, p. 129-135.
- Tao, W.; Hall, K.J.; Duff, S.J.B. (2006) Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 26, n. 3, p. 252-265. (doi: 10.1016/j.ecoleng.2005.10.006).
- TURNER, B.L.; NEWMAN, S.; NEWMAN, J.M. (2006) Organic phosphorus sequestration in sub-tropical treatment wetlands. *Environmental Science & Technology*, v. 40, n. 3, p. 727-733. (doi: 10.1021/es0516256).
- UNITED STATION Environmental Protection Agency - USEPA. (2000) *Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment*. Cincinnati.
- VYMAZAL, J. (2007) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48-65. (doi:10.1016/j.scitotenv.2006.09.014).
- VYMAZAL, J. & KRÖPFELOVÁ, L. (2008) *Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow* (Series of Environmental Pollution). v. 14, Springer. 566 p.
- XIAN, Q.; HU, L.; CHEN, H.; CHANG, Z.; ZOU, H. (2010) Removal of nutrients and veterinary antibiotics from swine wastewater by a constructed macrophyte floating bed system. *Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 12, p. 2657-2661. (doi: 10.1016/j.jenvman.2010.07.036).